

基于人为氮净输入及入河系数的流域河流氮输出负荷估算

凡翔, 吴凤平, 孟岑, 叶磊, 李希, 张满意, 李裕元, 吴根义, 吴金水

引用本文:

凡翔, 吴凤平, 孟岑, 等. 基于人为氮净输入及入河系数的流域河流氮输出负荷估算[J]. 农业环境科学学报, 2021, 40(1): 185–193.

在线阅读 View online: <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0762>

您可能感兴趣的其他文章

Articles you may be interested in

复杂流域氮磷污染物输出特征及模拟——以南京市云台山河流域为例

任智慧, 赵春发, 王青青, 徐蕴韵, 郭加汛, 王腊春

农业环境科学学报. 2021, 40(1): 174–184 <https://doi.org/10.11654/jaes.2020-0853>

农业面源污染中氮排放时空变化及其健康风险评估研究——以淮河流域为例

宋大平, 左强, 刘本生, 邹国元, 刘东生

农业环境科学学报. 2018, 37(6): 1219–1231 <https://doi.org/10.11654/jaes.2017-1374>

太湖地区农业源对水体氮污染的贡献——以宜溧河流域为例

罗永霞, 高波, 颜晓元, 姜小三, 遆超普

农业环境科学学报. 2015(12): 2318–2326 <https://doi.org/10.11654/jaes.2015.12.010>

汉江流域农业面源污染的源解析

唐肖阳, 唐德善, 鲁佳慧, 常文倩, 唐新玥

农业环境科学学报. 2018, 37(10): 2242–2251 <https://doi.org/10.11654/jaes.2017-1751>

亚热带源头流域梯级池塘氮磷含量的时空变异及其影响因素

申雅莉, 周脚根, 彭佩钦, 吴金水

农业环境科学学报. 2020, 39(10): 2420–2428 <https://doi.org/10.11654/jaes.2019-1257>



关注微信公众号, 获得更多资讯信息

凡翔, 吴凤平, 孟岑, 等. 基于人为氮净输入及入河系数的流域河流氮输出负荷估算[J]. 农业环境科学学报, 2021, 40(1): 185–193.
FAN Xiang, WU Feng-ping, MENG Cen, et al. Estimation of nitrogen output load of a river watershed based on net anthropogenic nitrogen input and river inflow coefficient[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2021, 40(1): 185–193.



开放科学 OSID

基于人为氮净输入及入河系数的 流域河流氮输出负荷估算

凡翔^{1,2}, 吴凤平^{1*}, 孟岑², 叶磊^{1,2}, 李希², 张满意², 李裕元², 吴根义³, 吴金水²

(1. 湖南农业大学水利与土木工程学院, 长沙 410128; 2. 中国科学院亚热带农业生态研究所, 长沙 410125; 3. 生态环境部华南环境科学研究所, 广州 510655)

摘要: 构建基于流域人为氮净输入及其入河系数的河流总氮(TN)负荷模型, 以探索解决由于面源污染传输空间异质性、传统入河系数核算不确定性较大等问题所导致的典型流域基本测算单元精细化模拟结果难以向大尺度扩展的问题。以面源污染转化较复杂的亚热带南方丘陵区源头流域为研究区, 通过建立流域人为氮净输入模型(NANI)和TN入河系数关键影响因子(水文、地形地貌、土地利用等)回归模型, 对河流TN负荷通量进行估算。同时将基于小尺度流域(金井河)构建的相关模型向下游大尺度流域(捞刀河)进行应用。结果表明: 金井河流域8个集水区(面积2.6~204.1 km²)NANI从2012年到2017年呈现显著降低趋势, 变化范围为(81.7±7.0)~(198.2±32.5) kg·hm⁻²·a⁻¹, 其中氮沉降、化肥净输入为主要输入源; 构建了基于径流系数和高程为变量的NANI入河系数回归模型, 并结合NANI模型对河流TN负荷进行模拟, 模型决定系数(R^2)、纳什效率系数(NSE)分别为0.729、0.714; 将基于金井河流域构建的河流氮负荷模型应用于捞刀河流域(2 543 km²), 4个监测断面模拟值与实测值误差范围为10.3%~17.2%。研究表明, 基于流域人为氮净输入及其入河系数的河流TN负荷模型在一定程度上满足科学、便捷、适用性, 可用于南方丘陵区农业面源污染负荷的估算。

关键词: 人为氮净输入(NANI); 入河系数; 流域; 河流氮负荷

中图分类号: X522 文献标志码: A 文章编号: 1672-2043(2021)01-0185-09 doi:10.11654/jaes.2020-0762

Estimation of nitrogen output load of a river watershed based on net anthropogenic nitrogen input and river inflow coefficient

FAN Xiang^{1,2}, WU Feng-ping^{1*}, MENG Cen², YE Lei^{1,2}, LI Xi², ZHANG Man-yi², LI Yu-yuan², WU Gen-yi³, WU Jin-shui²

(1. College of Water Conservancy and Civil Engineering, Hunan Agricultural University, Changsha 410128, China; 2. Institute of Subtropical Agriculture, Chinese Academy of Sciences, Changsha 410125, China; 3. South China Institute of Environmental Science, MEE, Guangzhou 510655, China)

Abstract: We constructed a model for calculating total nitrogen (TN) load in a river, based on the net input of man-made nitrogen to the river basin and its inflow coefficient. In order to explore and solve problems such as the spatial heterogeneity of non-point source pollution transmission and the large uncertainty of traditional river inflow coefficient accounting, the simulation results of typical watersheds must be expanded from basic measurement units to a larger scale. As an example, we used the source watershed of a subtropical southern hilly region where the transformation of non-point source pollution is complicated. The riverine TN exports were estimated by establishing a net anthropogenic nitrogen input (NANI) model for the river watershed, and a regression model of the key factors (hydrology, landform, land use, etc.) affecting the river inflow coefficient of TN. At the same time, a relevant model based on a small-scale watershed (Jinjing River)

收稿日期: 2020-07-07 录用日期: 2020-09-29

作者简介: 凡翔(1995—), 男, 湖南郴州人, 硕士研究生, 主要研究方向为流域环境生态。E-mail: 1194949505@qq.com

*通信作者: 吴凤平 E-mail: 315228161@qq.com

基金项目: 第二次全国污染源普查项目(CNEMC-ECO2019-11); 湖南省教育厅科学研究项目(18C0149)

Project supported: The Second National Survey of Pollution Sources (CNEMC-ECO2019-11); Scientific Research Project of Department of Education of Hunan Province (18C0149)

was applied to the downstream large-scale watershed (Laodao River). The results showed that the NANI of 8 catchments (area 2.6~204.1 km²) in the Jinjing River watershed decreased significantly between 2012 and 2017, and varied from (81.7±7.0) kg·hm⁻²·a⁻¹ to (198.2±32.5) kg·hm⁻²·a⁻¹, in which nitrogen deposition and net input of chemical fertilizer were the main input sources. A NANI river inflow coefficient regression model, based on runoff coefficient and elevation, was constructed, and riverine TN exports were simulated with the NANI model. The model determination coefficient (R^2) and Nash efficiency coefficient (NSE) were 0.729 and 0.714, respectively. The river nitrogen load model based on the Jinjing River watershed was applied to the Laodao River Watershed (2 543 km²). The error between the simulated and measured values of the four sections ranged from 10.3% to 17.2%. This shows that the river TN load model based on NANI and its inflow coefficient is scientific, convenient and applicable to a certain extent, and can be used to estimate the load of agricultural non-point source pollution in the hilly region of South China.

Keywords: net anthropogenic nitrogen input (NANI); inflow coefficient; watershed; riverine total nitrogen exports

农业面源污染作为当前水污染的主要来源之一,已经成为水环境质量改善的主要难点和突破口^[1-2]。我国农业面源污染负荷监测的起步较晚,多数流域基础数据和监测数据较为匮乏。此外,由于我国不同区域、流域自然环境差异较大,导致基于个别流域建立的污染物负荷估算模型难以进行大范围推广。因此流域农业面源污染负荷估算需要解决以下关键技术和难点:(1)便捷、科学、准确地识别农业面源污染输出、迁移过程;(2)小尺度估算模型向大尺度流域的推广应用。目前针对我国农业面源污染负荷量的测算研究应用最为广泛的是输出系数模型^[3]。输出系数模型作为一种半分布式的集总模型,具有物理意义明确、结构简单、对数据包容性较高等优点,在我国已经得到广泛应用^[4-5]。传统输出系数模型中各污染源氮输出系数估算方法有引用文献、田块尺度测算、小流域监测、模型反演^[6]。但由于生产管理模式、自然条件等差异导致输出系数存在显著的时空差异,例如,部分研究中不同区域及耕作类型农田氮输出系数为3.0~32.9 kg·hm⁻²·a⁻¹^[7]。可见,目前我国输出系数研究还不足以支撑不同区域、不同污染源氮输出系数数据库的构建。此外,农业面源污染物产生和迁移过程还受到水文、气象、下垫面条件和人为活动等因素影响^[8-9]。在应用输出系数模型时还应当考虑污染物在迁移到受纳水体过程中的损失(即污染物入河系数),以便准确估算进入受纳水体中的污染物的量^[10]。因此为了建立我国相似区域内具有推广性的流域面源污染负荷估算模型,可以对现有输出系数模型进行如下改进:(1)引入流域人为氮输入代替各污染源氮产生量,减小由氮输出系数所造成的估算结果的不确定性,避免由污染负荷产生边界定义的分歧所导致的影响。人为氮净输入(NANI)作为一种估算人为氮输入的主要方法,其数据获取容易、计算过程简便、计算结果可靠,被研究人员广泛用于评估世界各地的氮循环

情况^[11-13]。相较于传统的输出系数模型,基于NANI构建的总氮负荷估算模型其污染源的输出系数及入河系数不会受到主观因素的影响,从而提高了精度。(2)构建具有区域地带相似的污染物入河系数拟合模型。入河系数的影响因素较为复杂,涉及到气候条件^[14]、自然地理条件^[15]、人类活动^[16]等诸多方面。而通过不同区域、尺度基本流域单元所构建的基于流域关键影响因子的污染物入河系数回归模型可以为全国范围内入河系数提供参考,解决区域差异性所导致的单一模型在应用方面的局限性。

南方丘陵区作为我国重要的农产区,农业集约化程度高,水系分布较为密集,农业生产所造成的水体氮含量超标对当地水环境造成了严重影响^[17]。该区域不同流域间具有基本相似的土地利用格局,基于小尺度流域为基本测算单元建立的流域氮输出负荷模型向大尺度流域推广具有更好的类比性和可操作性。本研究基于捞刀河源头流域(金井河)长期水文、水质监测等数据,筛选并构建流域人为氮入河系数关键影响因子模型,并结合流域NANI模型对流域河流氮负荷通量进行模拟。同时将基于金井河流域构建的河流氮负荷估算模型应用于下游大尺度流域(捞刀河流域),对模型尺度转换适用性进行评价。

1 材料与方法

1.1 研究区概况

捞刀河流域位于湖南省长沙市境内,为湘江一级支流,面积2 543 km²,总人口77.7万人。流域气候属于典型亚热带湿润季风气候,年平均降水量1 200~1 500 mm,年平均气温17.2℃,无霜期274 d。流域河流设有4个监测断面,其主要信息见表1,其中捞刀河口断面农田、住宅用地和林地分别占集水区总面积的22.3%、7.3%和43.6%。流域内主要作物为水稻、烟草、茶叶等。

金井河流域(27°55′~28°40′N、112°56′~113°30′E)为捞刀河源头流域,流域面积134.4 km²,总人口约4.2万人。农田、住宅用地和林地分别占集水区总面积的31.6%、2.7%和62.8%。流域内无大型厂矿企业。农业生产以水稻种植为主,主要经济作物为茶叶、蔬菜等,畜禽养殖以生猪养殖为主。

1.2 数据来源

1.2.1 水文、水质数据

在金井河流域出口及7个集水区(面积2.6~51 hm²)河流出口设置水文实时监测系统与水质采样点(图1)。水文监测系统每10 min自动记录河流流量数据。水质采样频率为10 d 1次,水样采集及运输依照HJ 493—2009标准。采集水样通常于24 h内室内分析,水样总氮(TN)分析方法为过硫酸钾消解-流动分析仪法。

捞刀河流域4个断面流量、水质监测数据从湖南省生态环境厅、长沙市水利局获取。

1.2.2 农业生产数据

构建流域NANI模型需要研究区相关农业生产数据,由于农村统计年鉴只提供县域尺度,因此通过随机抽样调查获取金井河流域相关数据,为保证数据精度,调查数为流域居民总户数的10%左右。调查内容主要为常住人口、农田面积、农作物类型、产量及去向、化肥施用量、畜禽养殖、废物处理方式等。同时利用GPS定位仪记录了各户的坐标(图2)。捞刀河流域农业生产数据(2018年)通过随机抽样调查结合农村统计年鉴获取,其中抽样调查数为1 942户。

1.3 NANI计算及不确定性分析

NANI(kg·hm⁻²·a⁻¹)主要由5部分组成:化肥施用(CF)、农田固氮(ABF)、大气沉降(NAD)、食品/饲料

表1 金井河流域和捞刀河流域4个断面主要信息

集水区 Watershed	金井河流域 Jinjing River watershed	捞刀河流域 Laodao River watershed			
		石塘铺 Shitangpu	星沙水厂 Xingsha water plant	石子 Shizi	捞刀河口 Laodao estuary
面积 Area/km ²	134	1 022	1 869	1 900	2 054
人口密度 Population density/(人·km ⁻²)	357	378	381	382	419
农田 Farmland/%	31.6	25.7	25.2	24.6	22.3
住宅用地 Residential/%	2.7	2.9	4.1	5.3	7.3
林地 Forest/%	62.8	66.7	59.3	55.8	43.6

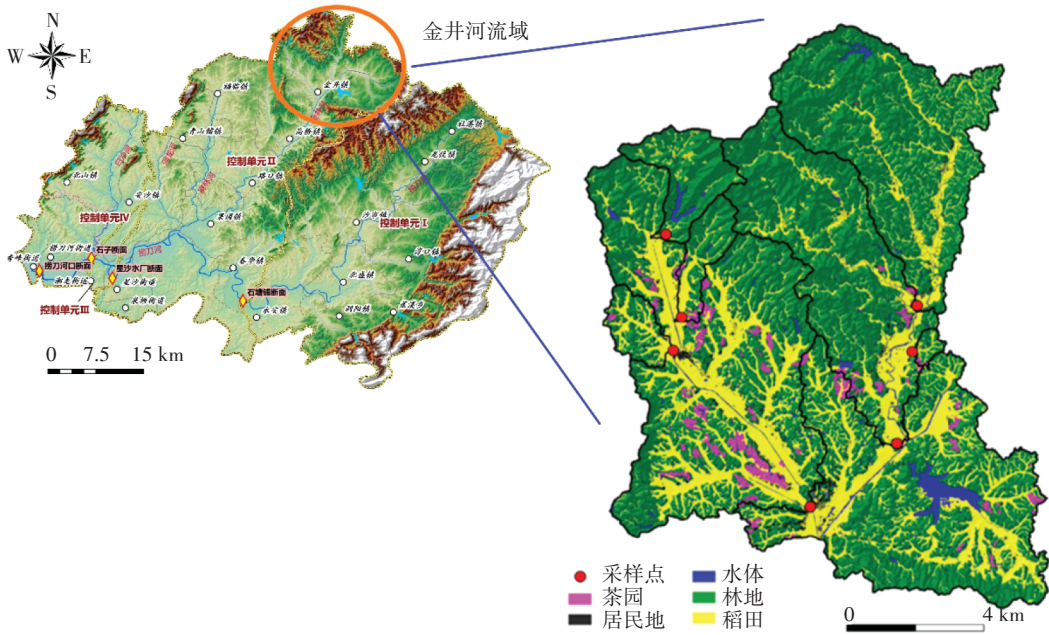


图1 捞刀河流域和金井河流域水系分布图

Figure 1 Catchment distribution of Laodao River watershed and Jinjing River watershed

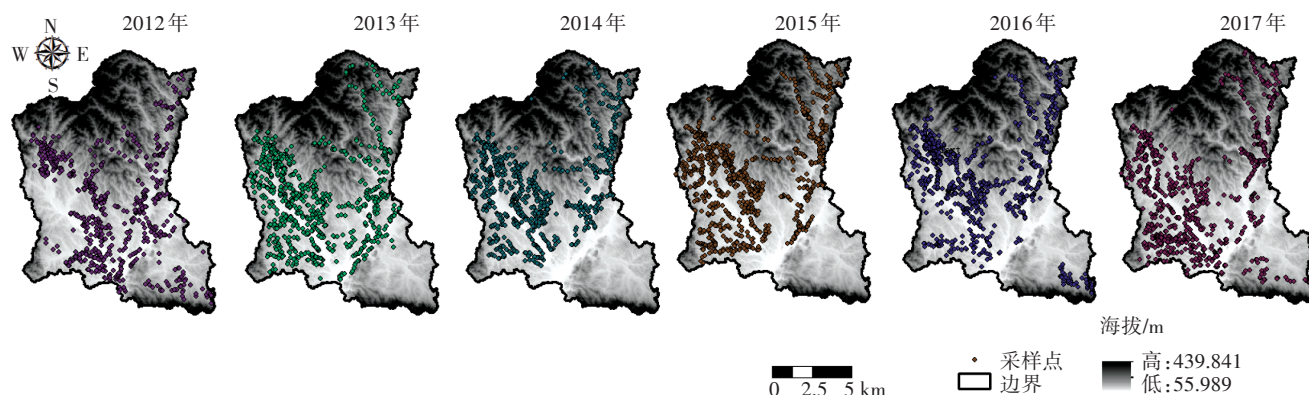


图2 2012—2017年金井河流域户籍调查点分布

Figure 2 Distribution of household census points in Jinjing River watershed over 2012—2017 period

净输入(NFFI)、种子输入(SI)^[18],其计算公式为:

$$\text{NANI} = \text{SI} + \text{CF} + \text{NAD} + \text{ABF} + \text{NFFI} \quad (1)$$

$$\text{NFFI} = \text{AC} + \text{HC} - (\text{G} - \text{GL}) - (\text{AP} - \text{APL}) \quad (2)$$

式中:AC为动物氮消耗量;HC为人类氮消耗量;G为农作物产品氮含量;AP为动物产品氮含量;GL为由于虫害、加工、储存过程使农作物产品损失的氮含量;APL为由于腐败或不能食用而损失的畜禽产品中的氮含量。APL、GL均假定占总量的10%^[19]。

1.3.1 化肥净氮输入

研究区为典型农业流域,农业发展迅速,长期以来化肥施用量较高,是人为氮输入的重要组成部分。化肥氮输入仅计算化学肥料的输入量,而有机肥主要来源于流域内部循环,主要包括人畜粪便有机肥和农作物秸秆等,因此有机肥不纳入其中。本研究通过入户调查数据获取氮肥的施用量,化肥净氮输入以每户所施用的化肥的种类和质量乘以相应的含氮量再除以流域面积进行计算。

1.3.2 作物固氮净输入

不同土地利用类型的固氮速率也不相同。本研究中稻田和旱地年均固氮速率分别取值 $30 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 和 $15 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ^[20]。Howarth等^[21]认为将林地固氮量纳入计算会导致较大的误差,因此本研究考虑林地属于自然生态系统而未纳入计算。

1.3.3 种子氮净输入

研究区为典型农业流域,种植占比较高,且种植习惯以水稻和蔬菜为主,因此在计算NANI时应把种子氮输入加入。种子氮输入为农田种植面积与单位面积投入种子含氮量的乘积。根据文献和当地的实际情况,水稻和蔬菜的单位种植面积种子含氮量分别取值为 $0.69 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ 和 $0.03 \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2}$ ^[22]。

1.3.4 食品、饲料净氮输入

食品、饲料的氮输入是NANI的重要来源,其输入与输出是驱使氮素在不同区域间流动的主要驱动力。人类消耗氮量根据每个研究区居民人口总数乘以人均食品氮消耗量计算得到。动物消耗氮量根据每个研究区内不同种类动物的养殖量乘以该种动物的平均氮消耗量计算得到。调查数据显示,研究流域内畜禽养殖主要以生猪养殖为主,生猪分别为母猪、育肥猪和小猪,其饲养周期平均为365、90 d和30 d。禽类养殖以鸡、鸭为主,其养殖周期平均为90 d。动物产品氮含量为该种动物的数量与动物产品平均含氮量的乘积。农作物产品氮含量为农作物产量与农作物氮含量的乘积,金井河流域农作物氮含量主要考虑水稻、油菜、蔬菜等农作物,其产量数据来源于入户调查数据。人均氮消耗量、不同畜禽年均氮消耗量及排泄量、农作物产品和动物产品氮含量参考Han等^[22]的研究成果。

1.3.5 大气氮沉降量净输入

大气干湿沉降数据来源于研究站设置在林地、农田、茶园3种不同土地利用方式下的大气氮沉降监测点。湿沉降主要包括雨水中铵态氮、硝态氮和可溶性有机氮的沉降量;干沉降为站区使用DELTA系统和被动采样器测定的大气中溶解性铵态氮、硝态氮、颗粒态铵氮和硝态氮以及二氧化氮浓度,频率为每月一次,将所测定数据代入相应公式计算得到干沉降速率及干沉降量^[23]。

1.3.6 不确定性分析

为了计算由调查数据和相关参数带来的不确定性,运用蒙特卡洛模拟法,假定所有统计调查数据和相关参数存在30%的误差,并服从正态分布^[19]。NANI的均值及其95%置信区间由10 000次蒙特卡洛模

拟得到。

1.4 河流TN负荷估算方法

本研究通过筛选关键影响因子并构建流域TN入河系数回归模型,结合NANI模型构建流域河流氮输出负荷估算模型。模型如下:

$$a = \frac{ANL}{NANI} = f(\alpha, \beta, \gamma) \quad (3)$$

$$ANL = \sum_{i=1}^{36} C_i \times 31536 \times Q_i / A \quad (4)$$

式中: a 为流域TN入河系数; ANL 为流域河流TN年均负荷, $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$; C_i 为第*i*次监测点水体TN浓度, $\text{mg} \cdot \text{L}^{-1}$; Q_i 为第*i*次监测点流量, $\text{m}^3 \cdot \text{s}^{-1}$; 31 536为单位转换系数; A 为集水区面积, hm^2 ; α 为自然气候驱动因子(如降雨量等); β 为地形地貌驱动因子(如平均高程、坡度、径流系数等); γ 为人类活动驱动因子(如农田比例等)。

1.5 模型率定与验证

利用金井河流域2012—2016年数据计算TN入

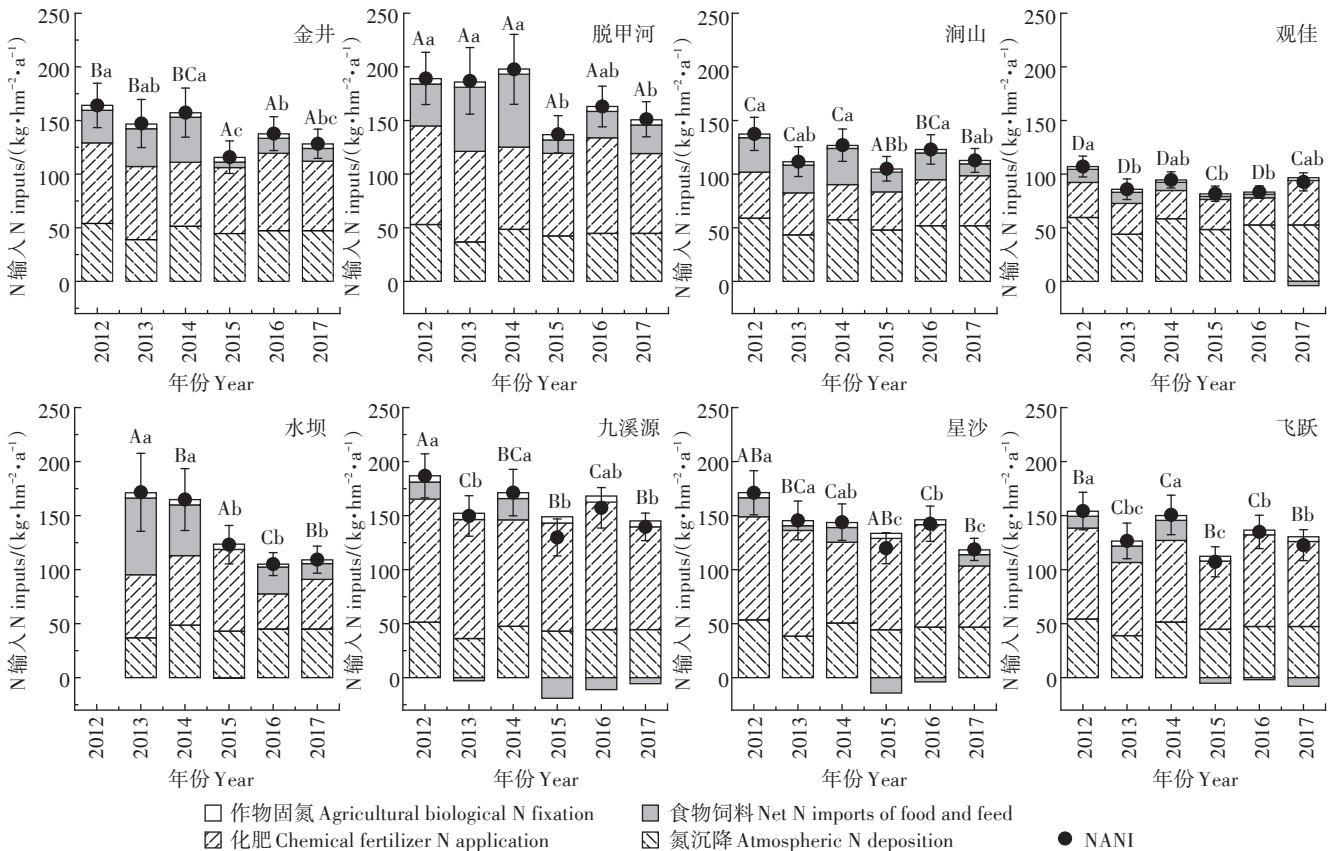
河系数 a ,筛选关键影响因子并构建 a 的多元回归模型。通过2017年流域NANI与模拟 a 值计算得到河流TN模拟负荷,采用决定系数 R^2 和纳什效率系数(Nash-sutcliffe, NSE)对TN模拟负荷进行评价。

2 结果与分析

2.1 流域人为氮净输入计算

金井河流域8个集水区NANI从2012年到2017年的变化范围为 $(81.7 \pm 7.0) \sim (198.2 \pm 32.5) \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ (图3),呈显著降低趋势,以水坝为例,NANI从 $(171.3 \pm 36.1) \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 降低到 $(109.2 \pm 12.5) \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ 。此外,不同集水区间NANI存在显著差异($P < 0.01$),如脱甲河 $[(170.8 \pm 22.1) \text{ kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}]$ 显著高于其余集水区。

NANI主要源为氮沉降和化肥净输入,分别为26.35%~57.86%和33.53%~67.98%(表2)。部分集水区食物和饲料净输入出现负值,这主要是由生猪禁养



误差线为通过蒙特卡罗模拟得到的NANI的95%置信区间,不同大写字母表示不同集水区相同年份间NANI的差异显著,不同小写字母表示同一集水区不同年份间NANI的差异显著($P < 0.01$)

Error bars denote the standard deviation for NANI from Monte Carlo simulations (95% confidence). Different Capital letters represent significant differences in NANI in different catchments in the same year, and different lowercase letters represent significant differences in NANI in different years in the same catchment

图3 金井河流域8个集水区人为氮净输入(NANI)动态特征

Figure 3 Net anthropogenic nitrogen input(NANI) composition and dynamic characteristics of 8 catchments in Jinjing River basin

表2 2012—2017 年金井河流域不同集水区 NANI 各氮源所占年平均比例(%)

Table 2 Percentage of different N source in NANI in 8 catchments of Jinjing watershed from 2012—2017(%)

集水区 Watershed	氮沉降 N deposition	化肥净输入 Net input of chemical fertilizer	食物、饲料净输入 Net N import/export in food and feed	作物固氮 Crop N fixation	种子输入 Seed N input
金井 Jinjing	33.28	47.25	16.31	3.03	0.13
脱甲河 Tuojahe	26.35	48.22	22.49	2.84	0.11
涧山 Jianshan	43.41	33.53	20.36	2.59	0.10
观佳 Guanjia	57.86	33.55	5.93	2.65	0.12
水坝 Shuiba	37.23	38.16	21.61	2.87	0.14
九溪源 Jiuxiyuan	28.55	67.98	-0.31	3.64	0.14
星沙 Xingsha	33.28	59.98	3.32	3.29	0.13
飞跃 Feiyue	35.66	57.07	3.74	3.37	0.15

所导致的。作物固氮所占比例为 2.59%~3.64%，种子输入占比最小，为 0.10%~0.15%。

2.2 流域 TN 入河系数回归模型构建

2012—2016 年金井河流域内 TN 入河系数(TN/NANI)范围为 0.042~0.155(表 3)。

表3 2012—2016 年各集水区 TN 入河系数
Table 3 TN inflow coefficient of each watershed from 2012 to 2016

集水区 Watershed	均值 Mean value	范围 Value range	SD
金井 Jinjing	0.092c	0.074~0.119	0.015
脱甲河 Tuojahe	0.108a	0.098~0.119	0.008
涧山 Jianshan	0.093c	0.078~0.123	0.016
观佳 Guanjia	0.062d	0.042~0.085	0.015
水坝 Shuiba	0.107ab	0.120~0.155	0.055
九溪源 Jiuxiyuan	0.101bc	0.082~0.111	0.010
星沙 Xingsha	0.105ab	0.091~0.153	0.024
飞跃 Feiyue	0.094c	0.076~0.115	0.012

注：不同小写字母代表不同集水区差异显著(P<0.05)。
Note: Different lowercase letters represent significant differences in different catchment areas.

利用相关分析筛选 TN 入河系数地形地貌(平均坡度、平均高程)、水文气象(降雨量、径流深、径流系数)、土地利用(集水区面积、农田面积百分比、河网密度)等关键影响因子。结果表明,除集水区面积和降雨量外,其余因子均与入河系数显著相关(P<0.01),

其中坡度、高程、农田面积为负相关(表 4)。

根据相关分析,以入河系数为因变量,显著相关因子(P<0.01)为自变量,构建入河系数多元回归模型,模型如下:

$$a_{TN}=-0.003E+0.104RC+0.101 \tag{5}$$

式中: a_{TN} 为 TN 入河系数; E 为流域平均高程; RC 为径流系数。

利用回归模型计算得到 2017 年金井河流域 TN 入河系数模拟值,结合各集水区 NANI 得出 2017 年河流 TN 负荷模拟值。将实测值与模拟值对比,其决定系数 $R^2=0.729$,纳什效率系数 $NSE=0.714$ (图 4)。结果表明,通过该模型能够较好地模拟流域集水区河流 TN 负荷。

2.3 模型从小尺度向大尺度推广应用

金井河流域内无大型厂矿企业和污水处理厂,所构建模型忽略点源负荷,因此运用模型对捞刀河流域(含大型城镇、厂矿和污水处理设施)河流 TN 负荷模拟、验证时需扣除流域的点源排放量。经计算得到石塘铺、星沙水厂、石子、捞刀河口 4 个控制断面所在集水区 TN 入河系数分别为 0.092、0.101、0.123、0.144,结合 4 个监测断面所在集水区 NANI 值(93.6~104.3 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$)得到河流 TN 模拟负荷为 8.61~15.01 $\text{kg}\cdot\text{hm}^{-2}\cdot\text{a}^{-1}$ 。相较扣除点源后实测负荷,误差为 10.3%~17.2%(表 5)。

表4 流域 TN 入河系数与流域地形地貌、自然气候、人类活动等因子的相关分析

Table 4 Correlation analysis between TN coefficient and watershed topography ,natural climate, human activities and other factors

影响因子 Influence factor	面积 Area	坡度 Slope	高程 Elevation	降雨量 Rainfall amount	径流深 Runoff depth	径流系数 Runoff coefficient	河网密度 River network density	农田面积占比 Farmland area
入河系数 River entry coefficient	-0.110	-0.569**	-0.545**	0.022	0.541**	0.550**	0.544**	-0.553**

注：*和**分别表示在 P<0.05 和 P<0.01 水平下显著相关。
Note: ** is significantly correlated at 0.01 level; * is significantly correlated at 0.05 level.

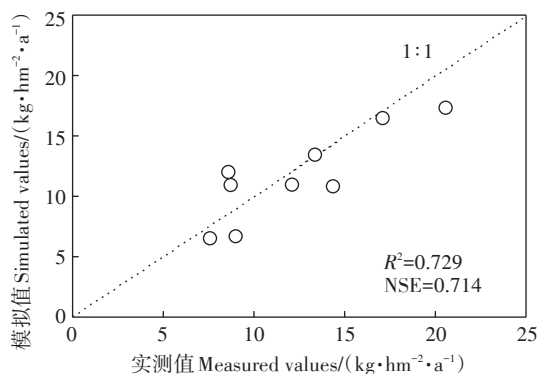


图4 金井河流域入河系数模型2017年TN模拟值与实测值对比

Figure 4 Comparison between simulated and measured values of TN in the river inflow coefficient model of Jinjing River watershed in 2017

3 讨论

3.1 NANI时空变化及组成特征

金井河流域2012—2017年NANI呈显著降低趋势,但对比国内外其他地区流域NANI仍然较高。例如:我国长江、淮河流域NANI分别为60.53~105.02、53.00~242.01 $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ^[8,16],美国东南部地区NANI变化范围为26.76~48.84 $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ^[21],法国、英国、波罗的海流域NANI分别为23.75~239.30、27.94~120.49、1.49~45.14 $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$ ^[24]。NANI变化的大小通常取决于某个空间单位内不同来源的相对强度。人口、畜禽密度、农田面积、化肥投入等人为氮输入在不同的空间尺度上分布不均匀,这主要是由空间异质性和区域特殊性造成的。这表明对于NANI的变化,小尺度(10^2 km^2)流域相较于大尺度流域具有更高的敏感性^[17]。同时本研究通过入户调查直接获取相关数据,避免了由大尺度行政单元统计调查数据尺度转化所造成的不确定性。金井河流域NANI输入源结构也具有一定的区域特点,不同集水区氮沉降占比为26.3%~57.9%。这与多数研究结果相似,如美国不同区域氮沉降净输入占NANI比约为25%~44%^[25]。集

水区间化肥氮输入所占比差别较小,主要与农田面积、种植作物和管理制度有关,如九溪源茶园面积比例较高,而单位面积茶园氮肥施用量为450 $\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$,高于稻田施用量,星沙土地利用中农田多为双季稻,因此化肥氮输入量高于其他集水区。

3.2 TN入河系数主要影响因素

流域TN入河系数平均为0.06~0.11,低于国内外研究结果(0.15~0.25),这是由于传统计算TN入河系数时采用各污染源TN产生量^[7],而本研究中入河系数根据人为TN投入量计算得到,由于滞留效应,各源TN排放量小于投入量^[16],因此本研究中TN入河系数较低。金井河不同集水区TN入河系数存在显著差异,这是由入河系数受到地形地貌、水文气象、土地利用等因子的影响不同所导致的差异。相关分析结果表明,流域TN入河系数受地形地貌(平均坡度、平均高程)、水文气象(降雨量、流深、径流系数)、土地利用(集水区面积、农田面积百分比、河网密度)等因子影响。高程、坡度、河网密度等地形因子主要通过影响氮素在地表停留时间来调节氮素的输出, Schaefer等^[15]认为当高程、坡度升高时会导致氮素在地表停留时间减少,而反硝化作用的量与地表停留时间相关,因此反硝化作用被减弱,入河系数提高。而河网密度提高增加了氮素在地表的停留时间,因此入河系数降低。土地利用能够反映人类活动对TN入河系数的影响,研究表明农田面积比例虽然小于林地面积比例,但其变动会对河流氮输出产生显著影响^[12]。本研究中农田面积比例与TN入河系数显著相关,这可能是农田面积增加导致化肥使用量提高,进而影响了TN入河系数。

降雨过程能够影响NANI进入水体的过程,从而影响TN入河系数。降雨过程通过降雨冲刷与地表径流的输移作用对生态系统中氮循环产生影响,同时降雨造成的湿沉降也是NANI的输入源之一。本研究中降雨量与TN入河系数无显著相关性,这可能是由于金井河流域不同集水区降雨量差异不显著,且年际

表5 捞刀河流域4个监测断面河流TN负荷模拟值与实测值

Table 5 Simulated and measured values of TN load of rivers with four monitoring sections in Laodao River watershed

监测断面 Monitoring section	NANI/ ($\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$)	入河系数 River entry coefficient	模拟值 Simulation/ ($\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$)	实测值 Actual measurement/ ($\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$)	扣除点源后实测值 Measurement after deducting point source/($\text{kg} \cdot \text{hm}^{-2} \cdot \text{a}^{-1}$)	误差 Error/%
石塘铺 Shitangpu	93.6	0.092	8.61	13.72	10.06	14.4
星沙水厂 Xingsha water plant	97.8	0.101	9.89	14.32	11.21	11.7
石子 Shizi	99.0	0.123	12.17	18.36	14.74	17.2
捞刀河口 Laodao estuary	104.3	0.144	15.01	18.75	16.73	10.3

间变化较稳定, Schaefer 等^[26]在美国西部的研究结果表明, TN 入河系数与气候因素无显著相关性。这是因为降雨过程受下垫面类型、地表排水状况等因素影响, 不同流域径流量差异很大, 因此难以直接采用降雨量来分析其对 TN 入河系数的影响。

此外, 将流域 TN 入河系数回归模型运用到其他流域还需考虑尺度、温度、土壤和植被拦截因子等影响因素。本研究结果表明, 小流域范围(集水区面积 2.6~204.1 km²)上尺度与 TN 入河系数无显著相关性, 这可能是因为在小尺度流域中, 氮污染负荷进入水体的迁移距离较短, NANI 进入水体效率较高。有研究认为在大中型流域中河流 TN 负荷与 NANI 相关性较好^[27], 而在小尺度中 NANI 对于河流 TN 负荷变异能力的解释不足^[28]。因此将该模型运用到其他大中型流域中需考虑尺度对 TN 入河系数的影响。氮污染负荷进入水体的迁移过程中, 会受到土壤和植被的截留, 金井河流域土壤和植被拦截因子由于没有相关监测数据, 因此未能对这两类型因子的主要参数进行计算。Schaefer 等^[15]在美国东南部和东北部研究发现 TN 入河系数与温度的相关性最为显著, 主要表现在温度对反硝化速率的影响, 而本研究由于研究区域限制, 无法对温度的影响作用进行研究。

3.3 小尺度向大尺度扩展的适用性评价

本研究将基于金井河流域构建的河流氮负荷估算模型在下游捞刀河流域进行了扩展应用, 模拟值与实测值误差为 10.3%~17.2%。本研究主要用于计算河流农业源 TN 负荷, 从农业源流域向大尺度进行推广应用, 计算河流 TN 负荷时应当将点源污染负荷纳入其中。此外, 由于小尺度流域中氮污染负荷进入水体的迁移距离较短, 其迁移过程中出现的转化、损耗较少, NANI 进入水体的效率较高, 而在大中型流域中其迁移距离较长, 且由于汇流时间较长, 流域地形地貌、人类活动、气候条件、土壤和植被等情况较为复杂^[29-30], 因此氮污染负荷在进入水体过程中出现的转化、损耗对比小流域相对较高。若要进一步提高该模型的精确度, 需考虑引入流域迁移损失因子。庞树江等^[31]在考虑降雨因子的输出系数模型基础上引入流域损失系数, 结果表明该方法估算负荷最接近实测值, 模型估算误差较低。同时, 随着尺度转化以后, 不同流域间土地利用格局的改变也会在不同程度上影响模拟精度^[26], 从而带来误差。因此, 小尺度向大尺度扩展具有一定的准确性和可行性, 在区域特征基本一致的前提下, 构建的模型可以推广应用, 而且南方

丘陵地区在地形地貌、水文气象、土地利用等方面与本研究流域较为接近, 因此该模型具有一定的适用性。

4 结论

(1) 金井河流域的 NANI 从 2012 年到 2017 年变化范围为 (81.7±7.0)~(198.2±32.5) kg·hm⁻²·a⁻¹, 整体呈现降低趋势, 氮沉降、化肥净输入为 NANI 的主要输入源。

(2) 通过结合 NANI 模型和 TN 入河系数关键影响因子回归模型构建的流域河流氮负荷入河系数模型, 能够较好地模拟流域河流氮负荷, 其决定系数为 0.729, 纳什效率系数为 0.714。入河系数关键影响因子为径流系数和平均高程。

(3) 将基于小尺度金井河流域所构建的估算模型运用于下游大尺度捞刀河流域时, 模拟结果误差为 10.3%~17.2%, 说明在区域特征基本一致时, 构建的模型可以推广应用。

参考文献:

- [1] Tian H, Lu C, Ciais P, et al. The terrestrial biosphere as a net source of greenhouse gases to the atmosphere[J]. *Nature*, 2016, 531(7593): 225-228.
- [2] Su Y, He S, Wang K, et al. Quantifying the sustainability of three types of agricultural production in China: An emergy analysis with the integration of environmental pollution[J]. *Journal of Cleaner Production*, 2020, 252: 119650.
- [3] Xin Z H, Ye L, Zhang C. Application of export coefficient model and QUAL2K for water environmental management in a rural watershed[J]. *Sustainability*, 2019, 11(21): 6022.
- [4] 陈学凯, 刘晓波, 彭文启, 等. 程海流域非点源污染负荷估算及其控制对策[J]. *环境科学*, 2018, 39(1): 77-88. CHEN Xue-kai, LIU Xiao-bo, PENG Wen-qi, et al. Estimation of and control strategies for pollution loads from non-point sources in the Chenghai watershed[J]. *Environmental Science*, 2018, 39(1): 77-88.
- [5] 韦晓雪, 李晓琳, 郑毅. 基于输出系数模型的 1998—2016 年洱海流域磷素时空变化特征分析[J]. *农业环境科学学报*, 2020, 39(1): 171-181. WEI Xiao-xue, LI Xiao-lin, ZHENG Yi. Analysis of temporal and spatial variation characteristics of phosphorus in Erhai Lake basin from 1998 to 2016 based on export coefficient model[J]. *Journal of Agro-Environment Science*, 2020, 39(1): 171-181.
- [6] 马亚丽, 敖天其, 张洪波, 等. 基于输出系数模型濞溪河流域泸县段面源分析[J]. *四川农业大学学报*, 2013, 31(1): 56-62. MA Ya-li, AO Tian-qi, ZHANG Hong-bo, et al. Non-point source analysis of Laixi River basin in Luxian County based on output coefficient model[J]. *Journal of Sichuan Agricultural University*, 2013, 31(1): 56-62.
- [7] 张辰, 陆建忠, 陈晓玲. 基于输出系数模型的云南洱海流域农业非点源污染研究[J]. *华中师范大学学报(自然科学版)*, 2017, 51(1):

- 108-114. ZHANG Chen, LU Jian-zhong, CHEN Xiao-ling. Study of pollution from agricultural non-point sources in lake Erhai watershed in Yunnan Province based on export coefficient model[J]. *Journal of Central China Normal University (Natural Sciences)*, 2017, 51(1): 108-114.
- [8] 龙天渝, 刘敏, 刘佳. 三峡库区非点源污染负荷时空分布模型的构建及应用[J]. 农业工程学报, 2016, 32(8): 217-223. LONG Tian-yu, LIU Min, LIU Jia. Development and application of non-point source pollution load model of spatial and temporal distribution in Three Gorges Reservoir region[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2016, 32(8): 217-223.
- [9] 任玮, 代超, 郭怀成. 基于改进输出系数模型的云南宝象河流域非点源污染负荷估算[J]. 中国环境科学, 2015, 35(8): 2400-2408. REN Wei, DAI Chao, GUO Huai-cheng. Estimation of pollution load from non-point source in Baoxianghe watershed based, Yunnan Province on improved export coefficient model[J]. *China Environmental Science*, 2015, 35(8): 2400-2408.
- [10] 毕直磊, 张妍, 张鑫, 等. 土地利用和农业管理对丹江流域非点源氮污染的影响[J]. 水土保持学报, 2020, 34(3): 135-141. BI Zhi-lei, ZHANG Yan, ZHANG Xin, et al. The impact of land use and agricultural management on non-point source nitrogen pollution in Dan River watershed[J]. *Journal of Soil and Water Conservation*, 2020, 34(3): 135-141.
- [11] 张柏发, 陈丁江. 1980—2010年浙江某典型河流硝态氮通量对净人类活动氮输入的动态响应[J]. 环境科学, 2014, 35(8): 2911-2919. ZHANG Bai-fa, CHEN Ding-jiang. Dynamic response of riverine nitrate flux to net anthropogenic nitrogen inputs in a typical river in Zhejiang Province over the 1980—2010 period[J]. *Environmental Science*, 2014, 35(8): 2911-2919.
- [12] Han Y G, Feng G, Swaney D P, et al. Global and regional estimation of net anthropogenic nitrogen inputs (NANI) [J]. *Geoderma*, 2020, 361: 114066.
- [13] Lian H, Lei Q L, Zhang X Y, et al. Effects of anthropogenic activities on long-term changes of nitrogen budget in a plain river network region: A case study in the Taihu Basin[J]. *Science of the Total Environment*, 2018, 645: 1212-1220.
- [14] Cui X, Huang C Z, Wu J P, et al. Temporal and spatial variations of net anthropogenic nitrogen inputs (NANI) in the Pearl River Basin of China from 1986 to 2015[J]. *PLoS One*, 2020, 15(2).
- [15] Schaefer S, Alber M. Temporal and spatial trends in nitrogen and phosphorus inputs to the watershed of the Altamaha River, Georgia, USA[J]. *Biogeochemistry*, 2007, 86(3): 231-249.
- [16] 张汪寿, 苏静君, 杜新忠, 等. 1990—2010年淮河流域人类活动净氮输入[J]. 应用生态学报, 2015, 26(6): 1831-1839. ZHANG Wang-shou, SU Jing-jun, DU Xin-zhong, et al. Net anthropogenic nitrogen input to Huaihe River basin, China during 1990—2010[J]. *Chinese Journal of Applied Ecology*, 2015, 26(6): 1831-1839.
- [17] Meng C, Liu H, Wang Y, et al. Response of regional agricultural soil phosphorus status to net anthropogenic phosphorus input (NAPI) determined by soil pH value and organic matter content in subtropical China[J]. *Chemosphere*, 2018, 200: 487-494.
- [18] Swaney D P, Howarth R W. County, subregional and regional phosphorus data derived from the net anthropogenic nitrogen/phosphorus inputs (NANI/NAPI) toolbox[J]. *Data in Brief*, 2019, 25.
- [19] Chen D, Hu M, Guo Y, et al. Modeling forest/agricultural and residential nitrogen budgets and riverine export dynamics in catchments with contrasting anthropogenic impacts in eastern China between 1980—2010[J]. *Agriculture Ecosystems & Environment*, 2016, 221: 145-155.
- [20] Ti C, Pan J, Xia Y, et al. A nitrogen budget of mainland China with spatial and temporal variation[J]. *Biogeochemistry*, 2012, 108(1/2/3): 381-394.
- [21] Howarth R, Swaney D P, Billen G, et al. Nitrogen fluxes from the landscape are controlled by net anthropogenic nitrogen inputs and by climate[J]. *Frontiers Ecology and the Environment*, 2011, 10(1): 37-43.
- [22] Han Y, Fan Y, Yang P, et al. Net anthropogenic nitrogen inputs (NANI) index application in Mainland China[J]. *Geofisica Internacional*, 2014, 213(1): 87-94.
- [23] Shen J, Li Y, Liu X, et al. Atmospheric dry and wet nitrogen deposition on three contrasting land use types of an agricultural catchment in subtropical central China[J]. *Atmospheric Environment*, 2013, 67: 415-424.
- [24] Hong B, Swaney D P, Morth C M, et al. Evaluating regional variation of net anthropogenic nitrogen and phosphorus inputs (NANI/NAPI), major drivers, nutrient retention pattern and management implications in the multinational areas of Baltic Sea basin[J]. *Ecological Modelling*, 2012, 227: 117-135.
- [25] Swaney D P, Howarth R W. Phosphorus use efficiency and crop production: Patterns of regional variation in the United States, 1987—2012[J]. *Science of the Total Environment*, 2019, 685.
- [26] Schaefer S, Hollibaugh J, Alber M. Watershed nitrogen input and riverine export on the west coast of the US[J]. *Biogeochemistry*, 2009, 93: 219-233.
- [27] Swaney D P, Hong B, Ti C, et al. Net anthropogenic nitrogen inputs to watersheds and riverine N export to coastal waters: A brief overview[J]. *Current Opinion in Environmental Sustainability*, 2012, 4(2): 203-211.
- [28] Han H, Allan J D. Estimation of nitrogen inputs to catchments: Comparison of methods and consequences for riverine export prediction[J]. *Biogeochemistry*, 2008, 91: 177-199.
- [29] Hamilton S K. Biogeochemical time lags may delay responses of streams to ecological restoration[J]. *Freshwater Biology*, 2012, 57 (Suppl): 43-57.
- [30] Sharpley A, Jarvie H P, Buda A, et al. Phosphorus legacy: Overcoming the effects of past management practices to mitigate future water quality impairment[J]. *Journal of Environmental Quality*, 2013, 42(5): 1308-1326.
- [31] 庞树江, 王晓燕. 流域尺度非点源总氮输出系数改进模型的应用[J]. 农业工程学报, 2017, 33(18): 213-223. PANG Shu-jiang, WANG Xiao-yan. Application of modified diffuse total nitrogen export coefficient model at watershed scale[J]. *Transactions of the Chinese Society of Agricultural Engineering*, 2017, 33(18): 213-223.